

Zeitliche und räumliche Trends in den Depositionsraten von Schwermetallen im Raum östlich von Hamburg, untersucht mit Hilfe von Habichtsfedern

H. Ellenberg und O. Kühnast

ELLENBERG, H. & O. KÜHNAST (1995): Zeitliche und räumliche Trends in den Depositionsraten von Schwermetallen im Raum östlich von Hamburg, untersucht mit Hilfe von Habichtsfedern. Corax 16: 125-132

Gemauserte Handschwingen brütender Habichtweibchen (*Accipiter gentilis*) wurden in früheren Arbeiten als hochintegrierende Umweltproben verwendet. Mit ihrer Hilfe kann man die Depositionsraten an Blei (Pb) und Cadmium (Cd) landschaftsbezogen im Sinne von „Biomonitoring“ erfassen. Hohe Korrelationen zwischen – auf physikalischem Wege gemessenen – Naß-Depositionsraten ($\mu\text{g}/\text{m}^2$ pro Tag) und den Konzentrationen in den Federn ($\mu\text{g}/\text{g}$ Feder) sind für Pb und Cd erwiesen. Außerdem verstehen wir heute den „Mechanismus“ der Kontaminierung von Federn mit diesen Metallen besser als früher: Es handelt sich um eine „Impaktierung“ von Aerosol-Partikeln „von außen“ auf die Federn des sich bewegenden Vogels. Ein Nahrungsketteneffekt ist nicht beteiligt. In den Brutperioden 1983 bis 1992 wurden gemauserte Habichtsfedern in der Nähe besetzter Habichthorste gesammelt. Das Sammelgebiet erstreckt sich vom östlichen Hamburg nach Norden und Osten in die Landkreise Stormarn und Herzogtum Lauenburg in einer Ausdehnung von etwa 60 km. Die Konzentrationen von Pb, Cd und Cu wurden in den distalen 8 cm langen Federabschnitten (ca. 100 mg Trockengewicht) mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) gemessen. Weil die Metallgehalte in benachbarten Handschwingen desselben Vogels in systematischer Weise verschieden sind, mußten wir unsere Messungen auf die „Handschwinge Nr. 3“ standardisieren. Ökologische Hintergründe unserer Methode werden skizziert.

Auf der Basis der Feder-Gehalte können für alle drei Metalle klare räumliche Gradienten abnehmender Depositionsraten mit zunehmendem Abstand östlich von Hamburg belegt werden. Ein Vergleich der Ergebnisse aus der ersten mit denen aus der zweiten Fünf-Jahres-Periode ergibt keine statistisch belegbaren zeitlichen Veränderungen beim Cd und Cu. Die Pb-Depositionsraten sanken dagegen im betrachteten Zeitraum signifikant ab, mit einigen verständlichen räumlichen Modifikationen. Unsere auf Habichtsfedern basierenden Ergebnisse belegen ziemlich geringe aktuelle Depositionsraten an Pb und Cd für das Gebiet des „Postturms bei Lankau“ in der Nähe Ratzeburgs. Die festgestellten Pb-Depositionsraten gehören sogar zu den geringsten, die wir im Laufe von zehn Jahren in Westdeutschland messen konnten. Wir vergleichen unsere Ergebnisse mit den unabhängig von uns auf physikalischem Wege mittels hoch entwickelter Technik an der Meßstation „Postturm bei Lankau“ erarbeiteten Naß-Depositionsraten an Pb und Cd.

Dr. Hermann Ellenberg, Institut für Weltforstwirtschaft, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg

Olaf Kühnast, Zoologisches Institut und Zoologisches Museum der Universität Hamburg, Martin-Luther-King-Platz 3, 20146 Hamburg

Einführung und Problemstellung

Vor einigen Jahren haben wir an dieser Stelle von der Möglichkeit berichtet, bestimmte Schwermetall-Depositionsraten mit Hilfe von Vogelfedern zu messen (KÜHNAST & ELLENBERG 1990). Hinter diesem Wissen steht eine Entwicklungsarbeit von nunmehr zwölf Jahren (ELLENBERG 1981, 1982, ELLENBERG et al. 1985). Ausgesprochen enge statistische Beziehungen bestehen zwischen den Depositionsraten (Mikrogramm pro Quadratmeter pro Tag $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$) an Blei (Pb) und Cad-

mium (Cd) und den Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{g}$ bzw. ppm) in den Federn (bezogen auf Trockensubstanz) bestimmter Vögel (DIETRICH & ELLENBERG 1986). Dabei wurden Meßwerte für die Naßdeposition verwendet, wie sie mit Hilfe von Depositionssammlern des KFA-Forschungszentrums Jülich über Jahre an etwa 20 Meßstellen auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland erarbeitet worden waren (NÜRNBERG et al. 1984). Bei den Federn konzentrierten wir uns auf die gemauserten Handschwingen brütender Weib-

chen des Habichts (*Accipiter gentilis*), die wir in der Nähe der Horste zu Beginn der Brutzeit gezielt suchen konnten. Für die erwähnte Arbeit erstrebten wir je zwei Habicht-Handschnägel von je zwei Habichtsthorstgebieten in möglichstster Nähe zu den etablierten Depositionssammlern.

Später kamen Federn weiterer Vogelarten zur Untersuchung, wobei wir uns auf ausgesprochen standorttreue Arten mit ausreichend großen Aktionsräumen (möglichst mehrere Hektar pro Individuum) konzentrierten. Aus praktischen Erwägungen kamen Elstern (*Pica pica*) in die engste Wahl (GAST 1984). An ihren Schwanzfedern, ebenso wie an Habichtsfedern, konnte plausibel gemacht werden, daß der größte Teil der Federgehalte an Pb und Cd nicht – wie ursprünglich angenommen – von „innen“, auf dem Nahrungskettenwege durch den Vogelorganismus, in den Vogel gelangt sein konnte. Vielmehr sprachen verschiedene Indizien dafür, daß diese Stoffe von „außen“, aus der Luft auf die Federn „impaktiert“ worden sein mußten: das Verteilungsmuster der Stoffe auf jeder einzelnen Feder des Großgefieders, mit höchsten Konzentrationen jeweils auf den gegenüber der Außenwelt relativ exponierten Außenfahnen und Federspitzen; das Verteilungsmuster der Stoffe im gesamten Gefieder, mit höchsten Konzentrationen in den exponiertesten Federn, nämlich der längsten, meist der (von innen gezählt) sechsten Handschnägel und den den Schwanz in Ruhehaltung von oben abdeckenden mittleren Steuerfedern. Diese Befunde waren schon vom Habicht bekannt (DIETRICH 1982, DIETRICH & ELLENBERG 1986). Überdies hatten Elstern-Schwanzfedern von diesjährigen Jungvögeln im Spätsommer ähnlich niedrige Schwermetallkonzentrationen wie die soeben nach der Mauser neu gewachsenen Federn von Altvögeln aus demselben Gebiet – während noch nicht gemauserte, ein Jahr alte Federn derselben Altvögel um etwa eine Zehnerpotenz höhere Pb- und Cd-Konzentrationen aufwiesen (HAHN et al. 1989 a, b).

Mit Hilfe einer Protonen-Mikrosonde wurde es möglich, gleichzeitig die Anwesenheit und „räumliche“ Verteilung vieler Elemente in wenigen Quadratmillimeter großen Federabschnitten zu untersuchen. Schwefel und schwerere Elemente wurden bei diesem Vorgehen erfaßt. Es ließ sich zeigen, daß z.B. Eisen (Fe), das als Bestandteil des Blutes bei der Federbildung beteiligt ist, sich entsprechend der feinsten Fe-

derverästelungen verteilt, aber gelegentlich auch als konkrete Verschmutzung auf der Federoberfläche vorkommen kann. Blei dagegen ist ohne erkennbare Strukturierung diffus über den ganzen Bildausschnitt vertreten, kann also nicht während des Federwachstums eingelagert worden sein. Für letzteres spricht auch der Befund, daß vollausgebildete Federfahnen, die als Gewebe bereits abgestorben, aber noch in der Hornhülle der wachsenden Feder gegen Einflüsse von außen geschützt sind, so gut wie kein Pb enthalten (NIECKE et al. 1990 a, b). In diesem Sinne sind Habichte, Elstern und wohl auch andere Vögel gegenüber Pb und Cd im Gefieder vor allem passiv exponiert. Ihr Raum-Zeit-Verhalten „integriert“ die „Belastung“ eines Raumes in wenige Einzelproben (Federn). Diese Federn werden auf solche Weise gewissermaßen zu einem Meßgeräte-Ersatz. Über die „Belastung“ mit Pb und Cd des Vogels selbst sagen sie allenfalls indirekt etwas aus.

Bleiverbindungen kommen in der Luft vor allem als Aerosole vor mit Partikelgrößen zwischen etwa 1 und 10 µm Durchmesser. Als solche werden diese Teilchen anscheinend – namentlich während des Fliegens – in die Federn „impaktiert“. Wie sie dann am Federgewebe haften, ist uns leider immer noch nicht bekannt. Tatsache ist, daß durch Waschen im Ultraschallbad mit wenig polaren Lösungsmitteln (H₂O bidest., Aceton) nur sehr wenig „verloren geht“, während aus in verdünnter Säure gewaschenen Federn unter gleichen Voraussetzungen der größte Teil ihres Pb- und Cd-Gehaltes in Lösung geht (DIETRICH & ELLENBERG 1986, NIECKE et al. 1990). Aus den hier skizzierten Gründen ist es notwendig, die Probenziehung und den Analysengang für unsere Untersuchungen genau zu standardisieren. Wir beziehen uns bei Elstern in der Regel auf die mittleren oder äußeren Schwanzfedern (GAST 1984). Bei den Habicht-Mauserfedern untersuchen wir die Handschnägel Nr. 1 bis 5 (von innen gezählt) und rechnen die Konzentrationswerte auf die Gehalte der „dritten Handschnägel“ um, weil sich im erwähnten Rahmen von Feder zu Feder konstante Konzentrations-sprünge ergeben haben (DIETRICH & ELLENBERG 1986, weitere Erläuterungen unter „Material und Methode“).

Es gibt aber auch Schwermetallverbindungen, die sich im Organismus ähnlich wie persistente chlorierte Kohlenwasserstoffe verhalten. Orga-

no-Quecksilber (Hg)-Verbindungen sind hier einzuordnen. Quecksilber läßt sich in Federfahnen mit Hilfe der Feststoff-Atomabsorptionsspektrometrie (Feststoff-AAS) elegant nachweisen. Als Saatgutbeizmittel waren Hg-Verbindungen in der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik bis in jüngste Zeit relevante Umweltgifte. So war es von Interesse, ihr Vorkommen in wildlebenden Nahrungsnetzen sowohl aktuell als auch retrospektiv zu erfassen. Um diese Aspekte hat sich in den letzten Jahren intensiv das Ehepaar Karin und Edmund HAHN (1989 a, b, 1991) bemüht. Sie kümmern sich z.Z. vor allem um Seeadlerfedern (*Haliaeetus albicilla*), die von manchen Spezialisten jahrzehntelang gesammelt worden sind.

Es war unser anfängliches Ziel, mit Hilfe von Stichproben in der Emissions-Windfahne von Hamburg mittels Habichtsfedern die Depositions-Situation von Pb und Cd großflächig zu erfassen und zu beschreiben (ELLENBERG & KÜHNAST 1988, KÜHNAST & ELLENBERG 1990). Während unserer Untersuchungen wurde im Rahmen eines BMFT-Forschungsprogramms („Waldschäden und Luftverunreinigungen“) am „Postturm bei Lankau“ (etwa 7 km südwestlich von Ratzeburg, Kreis Herzogtum Lauenburg) eine apparativ aufwendige Depositionsmeßstelle der GKSS (Staatliches Forschungsinstitut) eingerichtet, die Anlaß gab für aktuelle Vergleiche (MICHAELIS et al. 1988). Aus den Gehalten an Pb und Cd in wenigen Habicht-Mauserfedern (Handschwingen Nr. 2 bis 4) haben wir die an dieser Meßstation auf physikalischem Wege zu erfassenden Depositionsraten an Pb und Cd (MICHAELIS et al. 1988) – für viele überraschend genau – vorhersagen können (ELLENBERG & KÜHNAST 1988): über Habichtsfedern erarbeitete Depositionswerte für Pb 15, für Cd 0,5, über die Meßapparatur der GKSS erarbeitete Depositionswerte für Pb 14, für Cd 0,65 (jeweils in $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$), im Falle der GKSS-Werte als Ergebnis einer Jahres-Mittelwertbildung aus Tages-Einzelwerten.

Mit Beginn der Arbeiten zum vorliegenden Beitrag setzten wir uns drei weitere Ziele: Einerseits wollten wir ein zweites Mal eine Vorhersage versuchen wie oben angedeutet, zweitens sollte der Gradient abnehmender Depositionsraten im Osten von Hamburg mit aktuelleren Daten belegt und damit die Position der Meßstation „Postturm bei Lankau“ als (durch aktuelle Depositionsraten) bereits relativ gering belastet charakte-

riert werden, drittens bot es sich an, mögliche Veränderungen der Schwermetall-Depositionsraten in der Zeit zu untersuchen, weil wir aus vielen Gebieten im Raum zwischen der östlichen Hamburger Stadtgrenze und der Ostgrenze Schleswig-Holsteins inzwischen Federn aus einem Zeitraum von zehn Jahren (1983 - 1992) zur Verfügung hatten.

Wir beschränken uns im folgenden auf Habichtsfedern, von denen im Laufe der Zeit die meisten Proben angefallen sind (man braucht sie lediglich an geeignetem Ort aufzulesen und kann auf diese Weise eine vergleichsweise sehr extensive Umweltproben-Sammelaktion über lange Zeiträume und große Flächen aufrecht erhalten). Wir erwarteten (zum dritten Punkt), daß sich die Depositionsraten an Pb seit Mitte der 1980er Jahre deutlich vermindert haben, weil in diesem Zeitraum das Inkrafttreten des Benzin-Blei-Gesetzes fiel, das die Emissionsraten an Pb vermindert haben sollte. Beim Cadmium erwarten wir über die Zeit etwa gleichbleibende Depositionsraten. Wir haben in unsere Messungen auch Kupfer (Cu) einbezogen. Es wird im Untersuchungsraum vor allem von der Norddeutschen Affinerie als „punktförmige“ Emissionsquelle (im östlichen Teil des Hamburger Hafens gelegen) abgegeben. Eine relativ diskrete Depositionsfahne zieht sich von dort nach Nordosten (ELLENBERG & KÜHNAST 1988). Bisher fehlen uns aber noch „Eichkurven“, mit deren Hilfe wir aus Cu-Federgehalten Depositionsraten ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$) – wie bei Pb und Cd – vorhersagen könnten.

Material und Methode

Seit dem Frühjahr 1983 hatten wir im Raum östlich des dichtbesiedelten Bereiches von Hamburg bis östlich des Elbe-Lübeck-Kanals Mauerfedern brütender Habichtweibchen in insgesamt gut dreißig Horstgebieten gesammelt. Dies geschah sowohl räumlich wie zeitlich in unterschiedlicher Intensität. Die meisten Federn stammten aus den Jahren 1985 ($n = 32$) und 1991 ($n = 26$). Räumlich konzentrierten wir uns vor allem ungefähr auf den Bereich zwischen Hamburg-Bergedorf und Ratzeburg/Mölln. Näher an Hamburg war die Siedlungsdichte der Habichte weitaus niedriger, was die Probenmenge aus diesem Teilgebiet leider relativ klein hielt. Der persönliche Aktionsraum der wesentlichen „Fedsammler“ (KÜHNAST, ELLENBERG) spielte aus praktischen Erwägungen eine Rolle.

Für die vorliegende Zusammenstellung wurden die bearbeiteten Habicht-Handschwinge zeitlich in zwei Gruppen geteilt: gemasert in den Jahren 1983 bis 1987 (n = 57) bzw. in den Jahren 1988 bis 1992 (n = 55). Räumlich wurden die Habicht-Standorte zu Gruppen (von Horsten) zusammengefaßt, die wir mit Buchstaben bezeichnen:

- A = nah bei Hamburg: Moorfleet, Reitbrook (südöstlich des Hafens)
- B = relativ nahe an Hamburg: Glinde, Bergedorf, Escheburg, Geesthacht, Sachsenwald
- C = relativ fern von Hamburg : Raum Nusse, Kühsen, Mölln (hier bereits im östlichen Bereich – „Mölln/Ziegelbruch“: das langjährig besetzte Horstfeld etwa 1,5 bis 2 km südlich der GKSS-Meßstation „Postturm bei Lankau“)
- D = fern von Hamburg: Raum Grambek, Brunsmark, Kogel, Salem, Sterley
- E = relativ nah an Hamburg, aber nach Norden aus der „Windfahne“ versetzt: Großhansdorf, Sprenge.

Die Räume B, C, und D liegen im wesentlichen „hintereinander“ im Ostnordosten von Hamburg innerhalb der „Windfahne“ (= Hauptwindrichtung), die Räume A und vor allem E liegen zwar z.T. näher an Hamburg, aber nicht mehr innerhalb der Hauptwindrichtung (siehe Abb. 1).

Manche Habichthorste sind jahrelang besetzt – wenn auch nicht immer vom selben Weibchen. Andere Horste werden jährlich gewechselt – oft vom selben Weibchen. Nach unseren Erfahrungen übersteht ein Habichtweibchen in der Regel etwa drei Bruten, manche bis zu sieben und acht, viele nur eine (oder keine) und sind dann meist verschollen (vergl.: OPDAM 1976, LOOFT 1981, DIETRICH 1982, ZIESEMER 1983, LINK 1986). Wegen dieser biologischen Variabilität erschien uns die erwähnte Gruppenbildung sinnvoll und gerechtfertigt.

In die vorliegende Untersuchung gingen 112 Habicht-Handschwinge ein. Da die Federn bei der Messung am AAS nur als „Nummern“ eingehen, ist ein allfälliger persönlicher „Bias“ bei der Auswahl der Federn zur Analyse weitgehend ausgeschlossen. Aber wir haben darauf geachtet, daß aus den ersten fünf Jahren nur aus solchen Horstfeldern Federn in den Vergleich kamen, für die wir auch im zweiten Zeitabschnitt Daten erarbeitet hatten. Zur Analyse werden – wie bei DIETRICH & ELLENBERG (1986) und ELLENBERG & KÜHNAST (1988) beschrieben – die distalen 8 bis 10 cm der Handschwinge in einem Aufschlußverfahren in Lösung gebracht. Die Messungen der Schwermetalle Pb, Cu und Cd erfolgten mit einem Atomabsorptionsspektrometer mit Graphitrohr-Technik (GFAAS) an der Universität Hamburg. Kupfergehalte wurden von

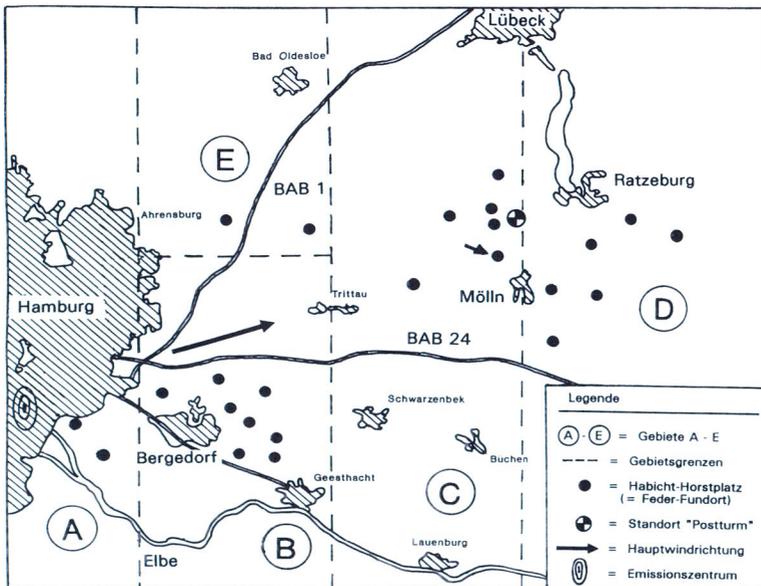


Abb. 1: Lage der Habicht-Horstplätze (= Fundorte der analysierten Federn) im Depositionsgradienten östlich Hamburg

Fig.1: Position of Goshawk nests (= sample sites of the analyzed feathers) in the study area east of Hamburg

uns routinemäßig mitbestimmt, weil der Mehraufwand bei der Messung gering war, und weil der Verbleib der Emissionen an Cu aus dem östlichen Bereich des Hamburger Hafens interessierte.

Die Meßergebnisse der Einzelfedern werden pro Habichtsthorst und Jahr zu einem „Meßwert“ verdichtet, der sich auf die Schwermetallkonzentration in der Handschwinge Nr. 3 (von innen gezählt) bezieht. Weil klare Proportionalitäten zwischen den Positionen der Handschwingen 1 bis 6 und ihren Schwermetallgehalten bestehen, kann man Meßergebnisse an Einzelfedern durch Umrechnen auf eine „Standardfeder“ beziehen. Wir wählten als Standardfeder die Handschwinge 3, weil sie eine mittlere Position hat und in der Horstumgebung am häufigsten aufzufinden war. Allfällige Umrechnungsfehler blieben auf diese Weise so klein wie möglich. Ausführlich beschrieben ist dieses Verfahren in DIETRICH & ELLENBERG (1986).

Ergebnisse

Die in Tabelle 1 mitgeteilten „Meßwerte“ beziehen sich auf „parts per million“ (ppm), orientiert am Trockensubstanzgehalt des distalen Federabschnittes der Handschwinge Nr. 3 von brütenden Habichtweibchen. Die Anzahl „n“ gibt die Menge der Horstgebiete an, aus denen die Federn in der jeweiligen Fünf-Jahres-Periode gesammelt worden waren (jedes Jahr einzeln gezählt).

Deutlich belegt wird die Abnahme der Schwermetallkonzentrationen in den Federn mit zunehmendem räumlichen Abstand von Hamburg: von Gebiet A über B und C nach Gebiet D ($p < 0,01$ für Pb und Cu, dagegen keine Signifikanz für Cd; Vergleich A+B gegen C+D: geprüft mit t-Test und zuvor logarithmierten Daten zwecks Anpassung an eine Normalverteilung).

Das Gebiet E liegt bereits nördlich der Emissionsfahne der Industrien im östlichen Hafengebiet. Dies wird besonders beim Cu deutlich (Tab. 1). Pb- und Cd-Emissionsquellen sind dagegen diffus verteilt und belasten somit den Hamburg-nahen Raum auf einem wesentlich „breiteren“ Gebiet.

Bei den Depositionsraten an Cadmium (Cd) gab es nach den Daten in Tab. 1 in allen Teilgebieten A-E keine statistisch signifikanten Veränderungen zwischen beiden 5-Jahres-Zeiträumen, auch wenn im Teilraum A eine scheinbare Zunahme vorliegt (Abb. 2.c). Cadmiumverbindungen liegen auf bzw. in den Federn in so geringen Konzentrationen vor, daß methodisch bedingte Variationen der Meßwerte räumlich oder zeitlich bedingte Unterschiede überlagern können. Deshalb ist auch im räumlichen Vergleich in beiden Zeitspannen zwar ein Trend zur Abnahme von Gebiet A nach D wie beim Blei oder Kupfer zu erkennen, aber statistisch (wenn auch nur sehr knapp) nicht abgesichert (s.o.).

In Abb. 2 wird über die Beschriftung der „zweiten y-Achse“ eine Orientierung zur Umrechnung

Tab. 1: Schwermetallgehalte (Pb, Cu, Cd) in Handschwingen brütender Habichtweibchen (bezogen auf „Handschwinge 3“ \pm Standardabweichung/ Standardfehler) aus dem Raum östlich von Hamburg (Probeflächen A - E, vgl. Abb. 1) in der Zeit von 1983 bis 1992. Zahlen in Klammern: Anzahl „Jahres-Meßwerte“ pro Gebiet („n“).

Table 1: Heavy metal contents (Pb, Cu, Cd) in primary feathers of breeding Goshawks (adjusted to relate to the third primary \pm standard deviation/ standard error) in the area east of Hamburg (study area A-E compare with Fig. 1) in the period 1983-1992. Numbers in brackets: Number of feathers analyzed/year/site.

Zeitraum	Element	A	B	C	D	E
1983-87	Pb	22,8 \pm 9,5/4,7 (2)	20,0 \pm 3,9/0,9 (8)	17,0 \pm 5,4/1,4 (10)	13,0 \pm 1,7/0,7 (6)	20,2 \pm 2,9/1,1 (3)
1988-92		17,2 \pm 3,3/1,7 (2)	11,5 \pm 2,9/0,7 (8)	7,3 \pm 2,0/0,5 (6)	7,1 \pm 1,8/0,5 (6)	11,9 \pm 6,1/0,6 (4)
1983-87	Cu	19,6 \pm 8,0/4,0 (2)	12,5 \pm 3,5/0,8 (8)	10,0 \pm 2,8/0,7 (10)	7,5 \pm 0,5/0,1 (6)	8,7 \pm 1,3/0,5 (3)
1988-92		18,6 \pm 6,3/3,2 (2)	10,8 \pm 3,7/0,9 (8)	6,9 \pm 3,5/0,9 (6)	8,6 \pm 2,5/0,8 (6)	6,3 \pm 3,3/0,5 (4)
1983-87	Cd	0,51 \pm 0,16/0,08 (2)	0,41 \pm 0,17/0,04 (8)	0,34 \pm 0,13/0,03 (10)	0,25 \pm 0,07/0,02 (6)	0,41 \pm 0,15/0,06 (3)
1988-92		0,64 \pm 0,09/0,04 (2)	0,42 \pm 0,34/0,08 (8)	0,33 \pm 0,18/0,05 (6)	0,23 \pm 0,09/0,03 (6)	0,44 \pm 0,13/0,05 (4)

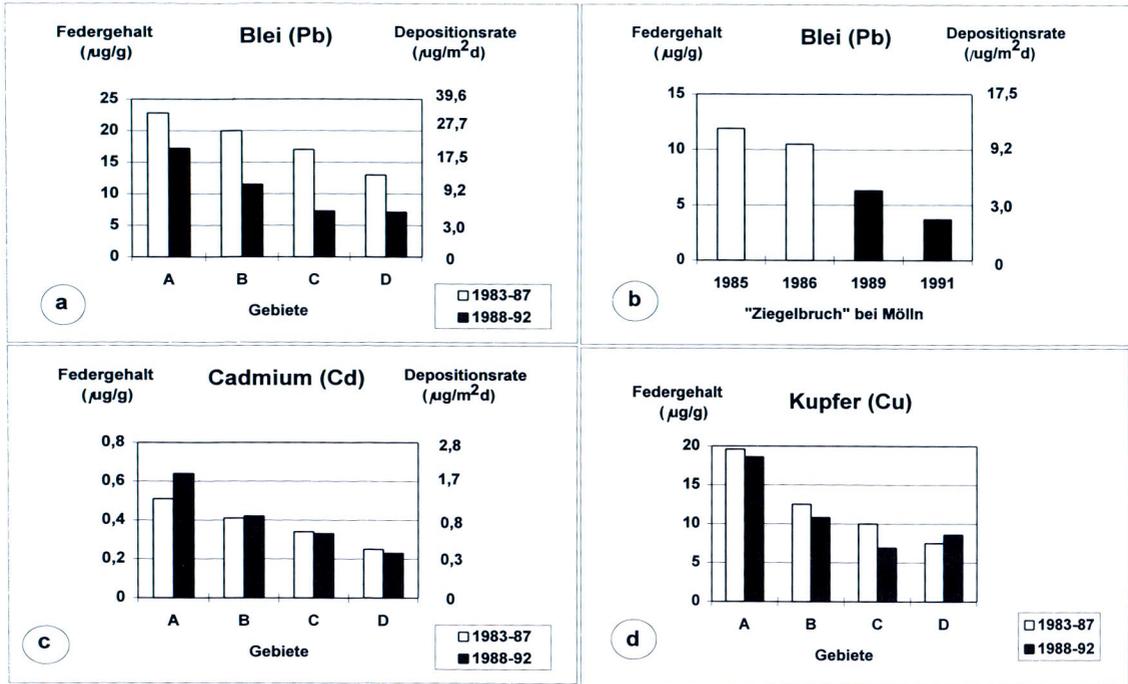


Abb. 2.a, c, d : Schwermetallkonzentrationen (ppm – Pb, Cd, Cu) in Habicht-Federn (Handschwinge) und entsprechende Depositionswerte ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$ – Pb, Cd) im Depositionsgradienten östlich Hamburg. Die Ergebnisse sind räumlich (Gebiete A-D, vergl. Abb. 1) und zeitlich (zwei Zeitabschnitte: 1983-87 = dunkle Säulen und 1988-92 = helle Säulen) zusammengefaßt dargestellt.

Abb. 2.b: Pb-Konzentrationen (ppm) in Habicht-Handschwinge und zugeordnete Depositionswerte ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$) am Horstplatz Forst „Ziegelbruch“ bei Mölln (vergl. Abb. 1, Pfeil Nähe GKSS-Meßstation am Standort „Postturm“ bei Lankau)

Fig. 2.a, c, d: Heavy metal concentration (ppm – Pb, Cd, Cu) in Goshawk primaries and corresponding deposition values ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$ – Pb, Cd) in the area east of Hamburg. The results are combined both spatially (areas A-D, compare Fig. 1) and temporally (two periods: 1983-87 = dark columns and 1988-92 = light columns)

Fig. 2.b: Pb concentration (ppm) in Goshawk primaries and the corresponding deposition values ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$) at the nest „Ziegelbruch“ woodland near Mölln (compare Fig. 1, arrow near to the GKSS-measuring site „Postturm“ near to Lankau)

der Federgehalte auf Depositionsraten ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{d}$) gegeben, wie sie aufgrund von Regressionen zwischen – unabhängig von uns erfaßten – Depositionsraten (feuchte Deposition) und Meßwerten aus gezielt in der Nähe der Depositionsmeßgeräte gesammelten Habicht-Mauserfedern möglich geworden sind (DIETRICH & ELLENBERG 1986).

Beim Kupfer (Cu) zeigen sich kaum Änderungen in den Federgehalten im Laufe der Zeit. Eine schwach signifikante Abnahme ($p < 0,05$, Testverfahren wie weiter oben angegeben) um ca. 30 % ist nur im Teilraum C zu verzeichnen. Insgesamt spricht dies für gleichgebliebene Depositionsraten. Eine Eichkurve, wie sie für Cd erarbeitet werden konnte, existiert beim Cu bisher noch nicht. Der räumliche Gradient der Federgehalte von A nach D ist ähnlich wie beim Cd deutlich.

Dieser räumliche Gradient gilt in beiden Fünf-Jahres-Perioden auch für Blei (Pb). Abweichend von der Situation bei Cu und Cd sind die Federgehalte an Pb jedoch im jüngeren Zeitraum deutlich – in den Gebieten B, C und D auf etwa die Hälfte der Vergleichswerte – vermindert (jeweils hochsignifikant mit $p < 0,01$, Testverfahren wie oben angegeben). Dieser Rückgang läßt sich ähnlich wie beim Cd auch als „Depositionsraten“ ausdrücken (Abb. 2), weil entsprechende Regressionen zwischen Federgehalten und Depositionsraten erarbeitet worden sind (DIETRICH & ELLENBERG 1986).

Diskussion

Entsprechend den in der Einführung formulierten Erwartungen haben sich im Laufe von zehn Jahren (zwischen 1983 und 1992) die Gehalte an

Schwermetallen in ausgewählten Mauserfedern brütender Habichtweibchen im östlich von Hamburg gelegenen Raum beim Kupfer und Cadmium nicht erkennbar, dagegen beim Blei deutlich geändert. Der Rückgang der Bleigehalte in den Federn läßt sich nachweislich in Verbindung bringen mit verminderten Depositionsraten (Abb. 2, vergl. DIETRICH & ELLENBERG 1986). Zur Erklärung bietet sich das Inkrafttreten des Benzin-Blei-Gesetzes und seine Wirkungen seit Mitte der 1980er Jahre an, das zu einer deutlichen Verminderung des Anteils an verbleitem Benzin für den Betrieb von Kraftfahrzeugen geführt hat. Möglicherweise hat die erhebliche Erhöhung der Verkehrsdichte im Raum Hamburg (Gebiet A) und im grenznahen Gebiet D nach Öffnung der Grenze zu Mecklenburg im November 1989 zu relativ geringeren Abnahmen der Pb-Emissionsdichte geführt als in den ländlichen Gebieten B und C, in denen die Verkehrsdichte nicht so sprunghaft anstieg.

Wir rechneten auf der Grundlage der für Gebiet C hergeleiteten Daten am „Postturm bei Lankau“ mit gegenüber Mitte der 1980er Jahre etwa halbierten Depositionsraten an Blei und ungefähr gleichgebliebenen Depositionsraten an Cadmium: also für Pb etwa 7 bis 8 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$ und für Cd 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$, jeweils bezogen auf die feuchte Deposition. Diese „Vorhersage“ wurde durch die am Postturm erarbeiteten physikalisch-technischen Meßwerte der GKSS bestätigt. Danach nahm der Jahresmittelwert für Blei um über 60 % von 19 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$ im Jahr 1987 auf 7,3 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$ im Jahr 1990 ab. Beim Cadmium betrug die Ab-

nahme im gleichen Zeitraum nur ca. 30 % von 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$ im Jahr 1987 auf 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$ im Jahr 1990 (MICHAELIS et al. 1992). Auf der Basis der Habicht-Mauserfedern aus dem Forst „Ziegelbruch“, etwa 1,5-2 km südlich vom Postturm bei Lankau, ergaben sich die in Tab. 2 zusammengeestellten Daten. Die niedrigen Federgehalte in 1989 und 1991 liegen außerhalb unserer bisherigen Erfahrungswerte (DIETRICH & ELLENBERG 1986). Damit werden Umrechnungen auf „Depositionsraten“ nach unseren bisherigen Regressionen wegen der notwendigen Extrapolation unsicher.

Der Aktionsraum dieses Habichts liegt in einem ausgesprochen ländlichen Raum, in dem sich die Verkehrsdichte auf den Ortsverbindungsstraßen sicherlich bei weitem nicht so sehr erhöht hat wie auf den Straßen höherer Ordnung in der Umgebung. Es ist deshalb denkbar, daß die Auswirkungen des Benzin-Blei-Gesetzes sich hier deutlicher auf die meßbaren Gehalte in den Handschwingen ausgewirkt haben als andernorts.

Summary : Deposition rates of heavy metals in south-eastern Schleswig-Holstein (Germany) and their temporal and spatial trends as investigated by means of moulted Goshawk feathers

Moulted primary feathers of breeding female goshawks (*Accipiter gentilis*) have been shown in earlier work to provide highly integrating environmental probes for biomonitoring the deposition load of lead (Pb) and cadmium (Cd) in landscapes.

Tab. 2: Bleigehalte der gemauserten „Handschwinge 3“ von brütenden Habichtweibchen aus dem „Ziegelbruch“, nahe dem „Postturm bei Lankau“

Table 2: The amount of lead in moulted „third primaries“ of breeding Goshawks in the „Ziegelbruch“ woodland near to the „Postturm“

Jahr	Anzahl Federn gemessen	Pb [ppm] in Feder	umgerechnet* in Depositionsraten [$\mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]	
			linear	logarithmisch
1983	2	16,1	14,8	15,8/19,6
1985	1	12,0	13,0	9,7/12,3
1986	1	10,5	12,3	7,8/9,9
1989	1	6,3	10,5	3,3/4,4
1991	4	3,7	9,4	1,4/1,9

*) $y = 2,33x - 18,3$; $\log y = 0,483 + 0,604 \log x$,
bzw. $\log y = 0,398 + 0,626 \log x$;
y in ppm, x in [$\mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$] (DIETRICH & ELLENBERG 1986)

Statistical evidence for high correlations of measured wet deposition rates ($\mu\text{g}/\text{m}^2$ per day) and feather contents ($\mu\text{g}/\text{g}$ feather) for Pb and Cd are available, as well as an understanding for the mechanism of feather contamination with these metals: it appears to be a matter of impaction of aerosol particles from the air „outside“ on the feathers of the moving bird. It is certainly not a food chain effect.

During the breeding seasons of 1983 to 1992, moulted goshawk feathers have been collected near active nests within a radius of about 60 km east of Hamburg. Concentrations of Pb, Cd and Cu were measured by atomic absorption spectrometry (AAS) in the distal 8 cm of the primaries (ca. 100 mg in weight). These feathers had to be „standardized“ to „primary No. 3“, as different primaries of the same bird vary systematically in their metal contents due to their position in the plumage. The ecological background of our method is outlined. As measured via feather contents, there exist clear gradients of diminishing deposition rates with growing distance east of Hamburg in all three metals. A comparison of the results from the first and the second five-year periods reveals no change for Cu and Cd. For Pb, deposition rates have dropped considerably during this ten year period, with some obvious spatial differentiation. These results are verified statistically with t-test. Before that the data have been normalized with logarithmical transformation.

Our results – as based on goshawk feathers – indicate quite low deposition rates for lead and cadmium in the case of the investigation area of „Postturm bei Lankau“. In Pb, deposition rates during the early 1990s are among the lowest that we have measured in Germany during ten years. We compare our results with the independently measured wet deposition rates in Pb and Cd at the „Postturm“-station with its highly sophisticated technical equipment.

Schrifttum

BAUCH, J. & W. MICHAELIS (Hrsg., 1988): Das Forschungsprogramm Waldschäden am Standort „Postturm“, Forstamt Farchau/Ratzeburg. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, GKSS 88/E/55.
DIETRICH, J. (1982): Zur Ökologie des Habichts, *Accipiter gentilis*, im Stadtverband Saarbrücken. Diplomarbeit Biogeographie/Biologie, Universität des Saarlandes, 175 S.
DIETRICH, J. & H. ELLENBERG (1986): Habicht-Mauserfedern als hochintegrierende, standardisierte Umweltproben. In: Verh. Ges. f. Ökologie, Band 14 (Hohenheim 1984): 413-426.

ELLENBERG, H. (1982): Großtiere urbaner Ökosysteme, ein Projekt. Verh. Ges. f. Ökologie, Band 9 (Berlin): 291-295.
ELLENBERG, H. (1982): Was ist ein Bioindikator? – Sind Greifvögel Bioindikatoren? – In: ELLENBERG, H. (Hrsg.): Greifvögel und Pestizide, Versuch einer Bilanz für Mitteleuropa.- Ökol. Vögel 3, Sonderheft 1981: 83-89.
ELLENBERG, H., J. DIETRICH, F. GAST, E. HAHN & R. MAY (1985): Vögel als Biomonitore für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten – ein Überblick. Z. Jagdwissenschaft 31: 22-33.
ELLENBERG, H. & O. KÜHNAST (1988): Biomonitoring als Ansatz zur flächendeckenden Schadstofffassung: Schwermetallgehalte von Federproben der standorttreuen Vogelarten Elster (*Pica pica* L.) und Habicht (*Accipiter gentilis* L.) in Immissionsgradienten Hamburg-Ost. – In: BAUCH & MICHAELIS: 81-98.
ELLENBERG, H. & O. KÜHNAST (1992): Zeitliche und räumliche Trends in den Depositionsraten von Schwermetallen im Raum östlich von Hamburg untersucht mit Hilfe von Habichtsfedern. In: MICHAELIS & BAUCH: 61-70.
GAST, F. (1984): Die Elster (*Pica pica* L.) als Biomonitor für die Belastung von Nahrungsnetzen durch Umwelchemikalien am Beispiel des Stadtverbandes Saarbrücken. Diss., Univ. des Saarlandes (Saarbrücken).
HAHN, E., K. HAHN & H. ELLENBERG (1989 a): Schwermetallgehalte in Federn von Elstern (*Pica pica*) – Folge exogener Auflagerungen aus der Atmosphäre? – Verh. Ges. Ökologie (Essen 1988) 18: 317-324.
HAHN, E., P. OSTAPCZUK, M. STOEPLER & H. ELLENBERG (1989 b): Schwermetalle in Elsternfedern – zur Frage nach den Anteilen von exogener und endogener Einlagerung in die Federn bei Zink, Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel und Kobalt. Ökol. Vögel 11: 265-281.
KÜHNAST, O. & H. ELLENBERG, H. (1990): Schwermetalluntersuchungen (Cadmium, Kupfer, Blei) in Federn von Elstern (*Pica pica* L.) und Habichten (*Accipiter gentilis* L.) als flächenhaft integrierendes Biomonitoring für Luftschadstoffeinträge im südöstlichen Schleswig-Holstein. Corax 13: 309-325.
LINK, H. (1986): Untersuchungen am Habicht, *Accipiter gentilis*. Schr.f. Dt. Falkenorden, Heft 2.
LOOFT, V. (1981): Habicht, *Accipiter gentilis*. In: LOOFT, V. & G. BUSCHE (Hrsg.): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 2: Greifvögel. Wachholtz, Neumünster: 101-105.
MICHAELIS, W., M. SCHÖNBURG & R.P. STÖSSEL (1988): Trockene und Naßdeposition von Schwermetallen und Gasen. In: BAUCH & MICHAELIS: 19-59.
MICHAELIS, W. & J. BAUCH (Hrsg., 1992): Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort „Postturm“, Forstamt Farchau/Ratzeburg. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, GKSS 92/E/100.
MICHAELIS, W., R. PEPELNIK, F. THEOPOLD & P. RADEMACHER (1992): Deposition atmosphärischer Spurenstoffe und Stoffflüsse im Ökosystem Wald. In: MICHAELIS & BAUCH: 11-60.
NIECKE, M., S. AMBOR, O. KÜHNAST & H. ELLENBERG (1990 a): Vogelfedern als Biomonitore für die atmosphärische Schwermetallbelastung – Untersuchungen mit der Protonenmikroskopie, Teil. I: Externe Deposition von Schwermetallen auf Elsternfedern. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 2 (2): 71-75.
NIECKE, M., S. AMBOR, O. KÜHNAST & H. ELLENBERG (1990 b): Ibid. Teil II: Die mikroskopische Verteilung von Schwermetallen auf Elsternfedern. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 2 (4): 188-192.
NÜRNBERG, H.W., P. VALENTA, V.D. NGUYEN, M. GOEDDE & U. DE CARVALHO (1984): Studies on the deposition of acid and ecotoxic heavy metals with precipitates from the atmosphere. Fresenius Z. Anal. Chem. 37: 314-323.
OPDAM, P. & G. MUSKENS (1976): Use of shed feathers in population studies of Accipiter hawks (*Aves*, *Accipitridae*). Beaufortia 24: 55-62.
ZIESEMER, F. (1983): Untersuchungen zum Einfluß des Habichts (*Accipiter gentilis*) auf Populationen seiner Beutetiere. Beitr. Wildbiologie Band 2. Verlag G. Hartmann, Kronshagen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Corax](#)

Jahr/Year: 1995-96

Band/Volume: [16](#)

Autor(en)/Author(s): Kühnast Olaf, Ellenberg Hermann

Artikel/Article: [Zeitliche und räumliche Trends in den Depositionsraten von Schwermetallen im Raum östlich von Hamburg, untersucht mit Hilfe von Habichtsfedern 125-132](#)